

Betrachtungen zur Heterogenität

Nicole Mölders und Gerd Tetzlaff

Zusammenfassung

Es wird aufgezeigt, wie durch die Notwendigkeit, in (Chemie-Transport-)Modellen diskretisieren zu müssen, die natürliche Heterogenität einer Landschaft bei der Modellierung reduziert wird. Es wird ein Maß definiert, mit dessen Hilfe die Heterogenität eines Gebiets, z.B. einer Gitterzelle erfaßt werden kann. Das Maß erlaubt auch, unterschiedliche Gebiete bezüglich ihrer Heterogenität zu vergleichen. Es bezieht sowohl den Wechsel von Flächen unterschiedlicher Landnutzung als auch die Anzahl der Ökosysteme ein.

Summary

The loss of information due to discretization is illustrated. A measure is defined that allows to characterize the degree of heterogeneity of an area, for instance a grid cell, with respect to the boundaries between areas of different landuse as well as the amount of ecosystems. It also allows to compare different landscapes with respect to their heterogeneity.

1. Einleitung

Trockene Deposition und biogene Emission von Spurengasen werden mitentscheidend durch den Energieumsatz an der Grenzfläche Erde-Atmosphäre sowie den hydrologischen Zyklus (Mölders 1993) und somit von der Landnutzung beeinflusst. Die Stoffabgabe (z.B. Wasserdampf) und Stoffaufnahme (z.B. O_3 , NO_2 , SO_2) via Stomata hängt nämlich nicht nur von der photosynthetisch aktiven Strahlung (PAR), sondern auch vom Wasserdampfdefizit, vom Wasserpotential, von der Temperatur des Blattwerks und von der CO_2 -Konzentration der Umgebung ab (Kramm et al. 1994).

Die einzelnen Stickstoffkomponenten zeigen bei der Deposition für verschiedene Unterlagen ein unterschiedliches Verhalten (z.B. Walcek et al. 1986, Wesely 1989, Padro 1996). So können Böden und Gewässer z.B. viel HNO_3 aufnehmen. Dennoch sind die Depositionsgeschwindigkeiten über Gewässern und baren Böden wegen deren kleineren Oberflächenrauigkeit gering (Ganzeveld und Lelieveld 1995). Die trockene Deposition von NO_2 auf Blattpflanzen kann die auf Nadelbäumen um das 3-10-fache übersteigen, was einerseits auf die höhere wirksame Blattoberfläche pro Flächeneinheit des Erdbodens, charakterisiert durch den Blattflächenindex, zurückzuführen ist und andererseits auf unterschiedliche Mesophyll-Widerstände sowie die Fähigkeit, NO_2 zu emittieren, was sich in der Existenz einer Kompensationspunktkonzentration widerspiegelt (Thoene et al. 1991, Ganzeveld und Lelieveld 1995).

Dabei laufen viele Prozesse, die zur Emission von primären und zur Entstehung von sekundären Spurenstoffen sowie zu deren Entfernung aus der Atmosphäre durch (trockene und nasse) Deposition beitragen, auf räumlichen Skalen ab, die durch die derzeitigen Chemie-Transport-Modelle nicht aufgelöst werden können (Tetzlaff und Mölders 1997). Man bezeichnet diese Prozesse deshalb als subskalig. Da sie in den Modellgleichungen erscheinen und nicht zu vernachlässigen sind, müssen sie in der Weise parametrisiert werden, daß ihre Effekte zumindest an Hand der vom Rechengitter aufgelösten skaligen Feldgrößen (Windvektor, Temperatur, Feuchte, Konzentrationen usw.) erfaßt werden. Das bedeutet, daß die (subskaligen) Depositionsprozesse sehr stark von der Art der Parametrisierung und der Auflösung des Modellgitters abhängen.

Strategie dominanter Landnutzung

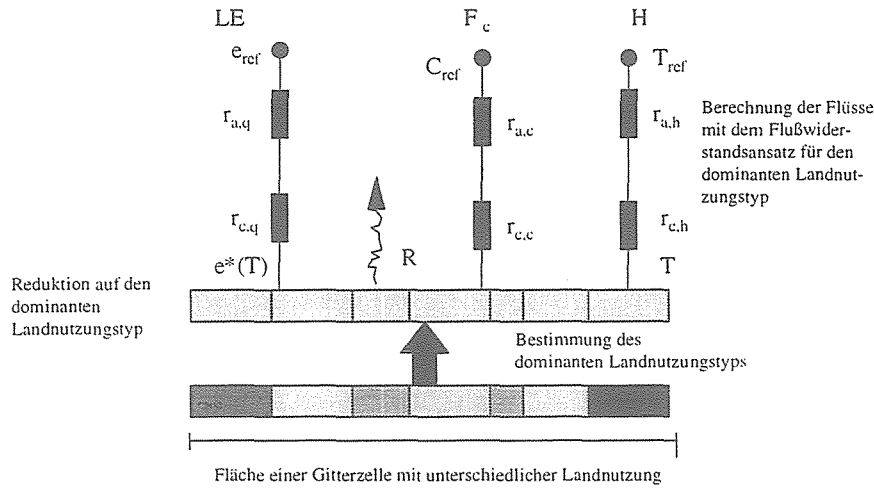


Abb. 1 Vereinfachte schematische Darstellung zur Berechnung der Flüsse bei der Strategie dominanter Landnutzung. Hier stehen e , T , C und e_{ref} , T_{ref} und C_{ref} für die spezifische Feuchte, die Temperatur und die Konzentrationen am Boden und im Referenzniveau. R ist die thermische Ausstrahlung. Ferner sind $r_a = r_i + r_m$ und r_c die Widerstände der Atmosphäre bzw. der Oberfläche (aus Tetzlaff und Mölders 1997).

Lage der Testgebiete

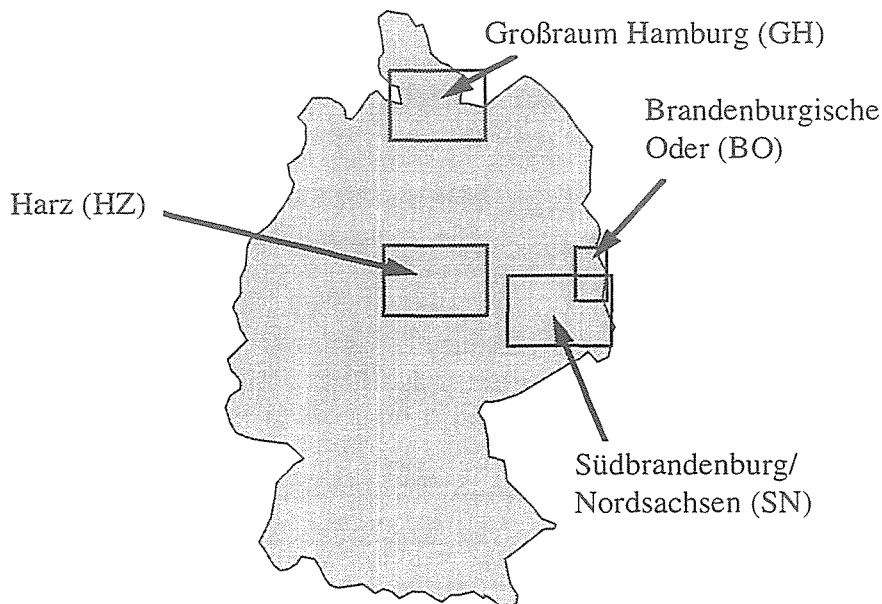


Abb. 2. Schematische Darstellung der Lage der untersuchten Testgebiete.

In vielen Chemie-Transport-Modellen (z.B. Chang et al. 1987, Ebel et al. 1989, Hass 1991, Padro et al. 1991) werden die Energie-, Wasser- und Stoffflüsse in der Weise behandelt, daß in den Zellen des Rechengitters der jeweilige dominante Landnutzungstyp zur Berechnung dieser Flüsse herangezogen wird (Abb. 1). Dabei wird eine bulk-Parametrisierung basierend auf dem *big-leaf/big-stoma*-Ansatz verwendet, der für die Fläche der Gitterzelle horizontale Homogenität annimmt. Die gesamte Gitterzelle wird also als mit einem Landnutzungs-

und/oder Bodentyp behaftet angesehen (Abb. 1). Die für eine Gitterzelle als subskalig zu bezeichnende Heterogenität der Oberflächenbeschaffenheit der Unterlage, nämlich die verschiedenen Landnutzungs- und Bodentypen, die in der Natur in dem durch eine Gitterzelle repräsentierten Gebiet tatsächlich vorhanden sind, bleibt also unberücksichtigt. Deshalb gibt es Bestrebungen, die subskalige Heterogenität einer Landschaft (auf verschiedenen Skalen) bei der Bestimmung der Flüsse zu berücksichtigen (z.B. Kramm et al. 1994, Mölders et al. 1996, Hinneburg und Mölders 1999).

In dieser Studie wird der Informationsverlust bei Vergrößerung der Landnutzung am Beispiel verschiedener Landschaften Nord- und Ostdeutschlands analysiert (Abb. 2) und ein Maß vorgestellt, mit dem unterschiedliche Landschaften bezüglich ihrer Heterogenität verglichen werden können. Diese Studien sollen als Basis dienen, den Effekt der Heterogenität parametrisch berücksichtigen zu können (s. auch Hinneburg und Mölders 1999).

2. Diskussion des Informationsverlustes bei Vergrößerung der Auflösung

In meteorologischen Modellen dienen Landnutzungs- und Orographiedaten dazu, den Austausch von Impuls, Wärme und Masse sowie die Temperatur und spezifische Feuchte als Randbedingungen an der Grenzfläche *Erde-Atmosphäre* in Abhängigkeit von den landschaftlichen Gegebenheiten beschreiben zu können. Je nach Landnutzungs- und Bodentyp sind dabei unterschiedliche (ggf. jahreszeitabhängige) physikalische und pflanzenphysiologische Eigenschaften zu berücksichtigen.

Die verwendeten Landnutzungsdaten stammen dabei entweder aus digitalisierten Karten oder werden aus Fernerkundungsdaten (z.B. Matthews 1983, Townshend et al. 1991, Mölders et al. 1997) abgeleitet. Dabei variiert je nach Landnutzungserkennungsalgorithmus oder Kartierungsamt die Anzahl der unterschiedenen Landnutzungsklassen. In den in dieser Arbeit analysierten digitalisierten Landnutzungsdaten werden insgesamt 16 Landnutzungstypen unterschieden, nämlich *Grasland, Ackerland, Heide/Buschland, Laubwald, Mischwald, Nadelwald, Sonderkulturen, Sumpf/Moor, Dorf/Stadtrandgebiet, Innenstadt* (einer Großstadt bzw. enge Bebauung), *See tiefer bzw. See seichter als 10 m, Binnengewässer, gefluteter Tagebau, Tagebau* und *Sand*. In dem in dieser Studie verwendeten, aus Satellitendaten abgeleiteten Landnutzungsdatensatz werden jedoch nur 5 Landnutzungstypen unterschieden, nämlich *Grasland, Ackerland, Laubwald, Nadelwald, Siedlung* (Strasser et al. 1996, Mölders et al. 1997).

Beide Verfahren zur Gewinnung von Landnutzungsdaten weisen mehrere Schwachpunkte auf:

- Aufgrund der Notwendigkeit, einer räumlich variierenden Landnutzung einen diskreten Landnutzungstyp zu weisen zu müssen, geht grundsätzlich Information verloren (z.B. De Fries et al. 1995, Mölders et al. 1997).
- Die Verfahren sind teilweise subjektiv. Im Fall des Digitalisierens gilt dies deshalb, weil in den topographischen Karten die Grenzen zwischen einigen Landnutzungstypen nicht sauber definiert sind. Im Falle der Satellitendaten müssen Schwellwerte festgelegt werden. Dadurch kann die Zuordnung zu einer Szene stark vom Erkennungsalgorithmus, z.B. durch die verwendeten Schwellwerte, beeinflusst sein (z.B. Mölders et al. 1995).
- Die Genauigkeit, die Details der Karten und die Definitionen der Ökosysteme hängen von dem Landesvermessungsamt ab, das die Karten herausgibt. Im Falle der aus Satellitendaten abgeleiteten Landnutzung spielt auch die Möglichkeit und die Anzahl der unterschiedenen Szenen eine Rolle. Es können Mißklassifizierungen auftreten.

Weitere Fehlerquellen bei den aus Satellitendaten abgeleiteten Landnutzungsinformationen sind die Richtungsabhängigkeit der solaren Reflektion und die terrestrische Emissivität, Kalibrationsfehler (z.B. Raschke et al. 1988), die durch die Erdkrümmung bedingte unter

Surface characteristics

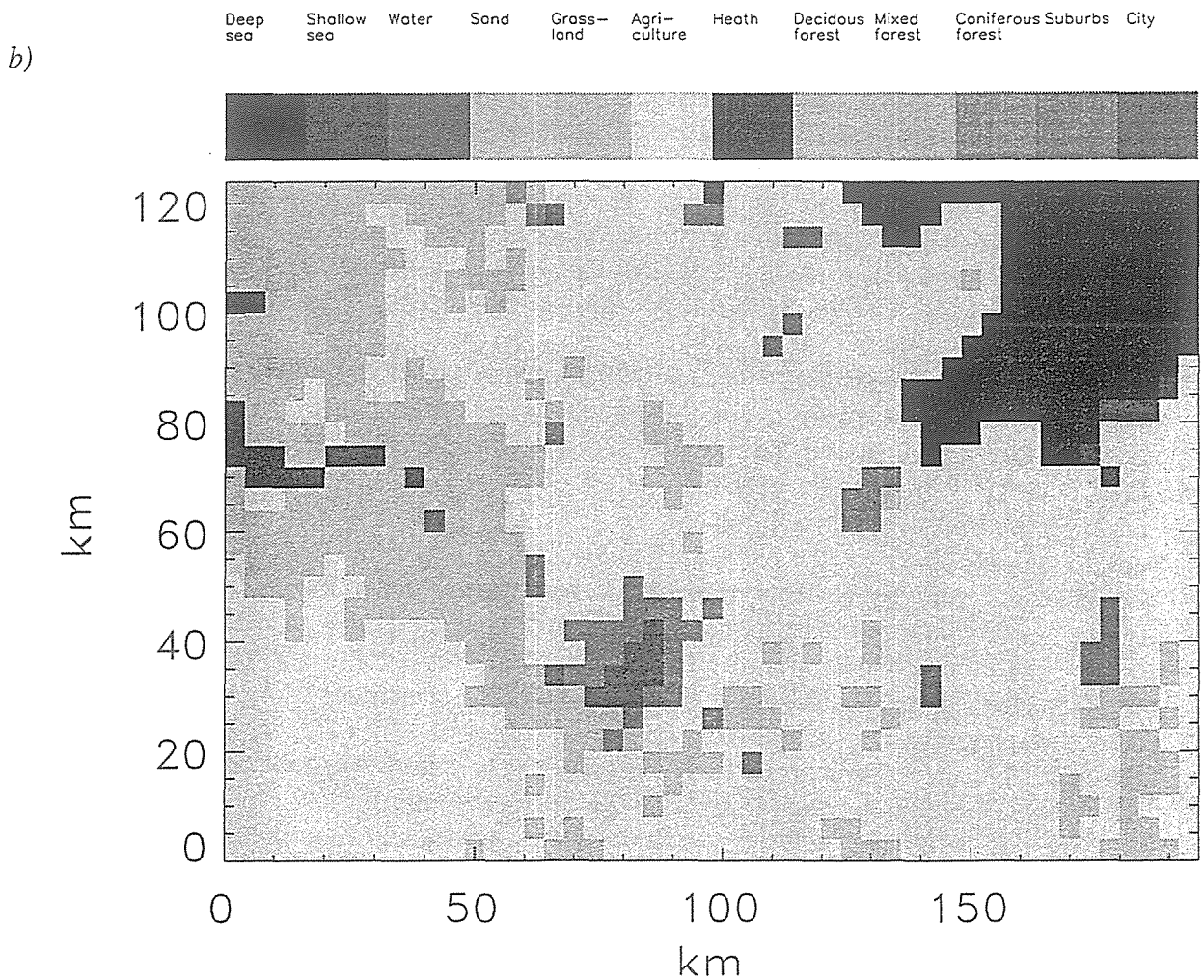
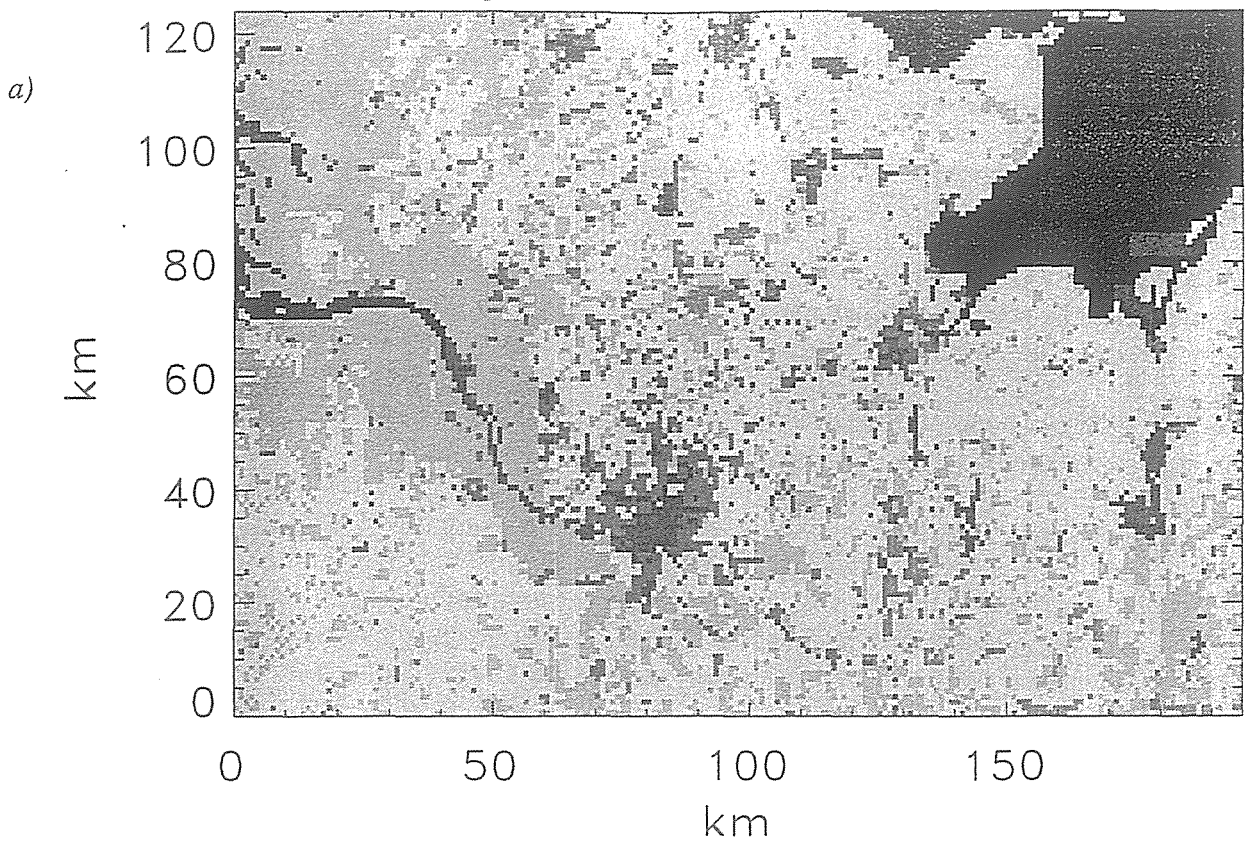


Abb. 3. Informationsverlust der Landnutzung bei Vergrößerung der Auflösung von a) $1 \times 1 \text{ km}^2$ auf b) $4 \times 4 \text{ km}^2$ (aus Mölders 1998)

schiedliche Pixelgröße sowie Schatten von Bergen und/oder Wolken (z.B. Mölders et al. 1997).

Im Falle der aus Satellitendaten abgeleiteten Landnutzungsinformation sind die Hauptquellen Daten des LANDSAT (engl. *land remote sensing satellite system*) mit den Radiometern MSS (engl. *multispectral scanner system*) mit einer Auflösung von 80 m (Länge eines Pixels) und TM (engl. *thermatic mapper*) mit einer Auflösung von 30 m sowie Daten des SPOT (franz. *system probatoire d'observation de la Terre*) mit dem Sensor HRV (engl. *high resolution visible sensor*) mit einer Auflösung von 20 m (z.B. De Fries et al. 1995). Diese hochaufgelösten Daten sind in mesoskaligen meteorologischen Modellen jedoch nicht ohne Aggregation anwendbar. Wegen ihrer relativ geringeren Kosten (und ihrer gröberen Auflösung) werden oft aus NOAA (engl. *national oceanic and atmospheric administration*) AVHRR (engl. *advanced very high resolution radiometer*) abgeleitete Landnutzungsdaten verwendet (z.B. Mölders et al. 1997). Aber auch diese Landnutzungsdatensätze weisen also eine feinere Auflösung auf als die Gitterauflösung der Chemie-Transport-Modelle und werden dann auf die Auflösung des Modellgitters aggregiert.

Vergleich der Landnutzungsanteile

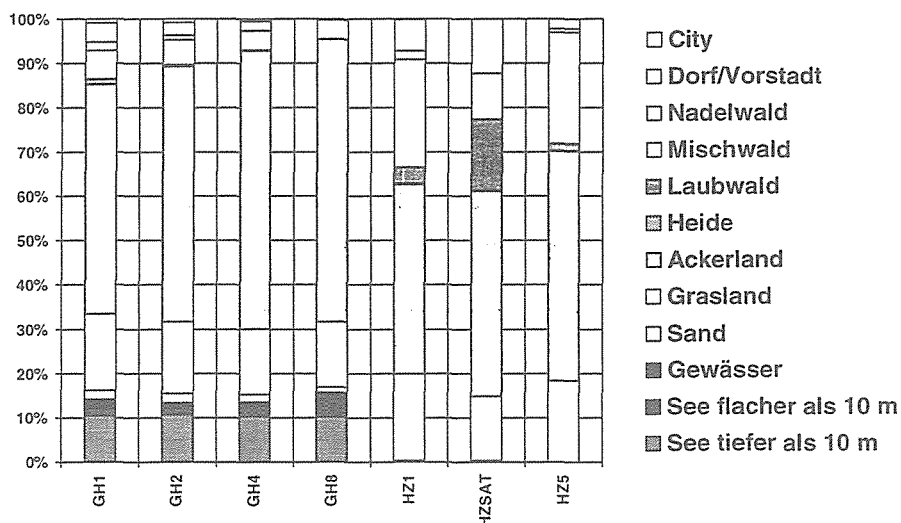


Abb. 4. Prozentualer Anteil der verschiedenen Landnutzungstypen bei unterschiedlicher horizontaler Auflösung für die Testgebiete Großraum Hamburg, GHx und Harz, HZx. Dabei steht der Buchstabe x für die Kantenlänge der Gitterauflösung und SAT für die aus Satellitendaten abgeleitete Landnutzung.

Zur Aggregation wird in der Regel eine Form der Strategie der dominanten Landnutzung verwendet (s. Tetzlaff und Mölders 1997). Die Abbildungen 3 und 4 zeigen am Beispiel des Testgebiets Großraum Hamburg den durch die Verwendung der Strategie dominanter Landnutzung entstehenden Informationsverlust für verschiedene Gitterauflösungen.

Um die Auswirkung der Gittermaschenweite und der Heterogenität zu testen, wurden gemäß der Strategie dominanter Landnutzung aus dem originären Landnutzungsdatensatz, GH1, Datensätze mit einer Auflösung von $2 \times 2 \text{ km}^2$, $4 \times 4 \text{ km}^2$, $8 \times 8 \text{ km}^2$ erstellt (s. z.B. Abb. 2, 3), die entsprechend ihrer Auflösung GH2, GH4 bzw. GH8 genannt werden. Die Abbildungen 1, 3 und 4 veranschaulichen, wie sich mit gröberer Auflösung die Landnutzung zugunsten der Flächen mit ohnehin großem Flächenanteil verschiebt und wie die Anzahl der auftretenden Landnutzungstypen abnimmt.

Für das Testgebiet Harz liegen sowohl aus Satelliten abgeleitete (HZSAT) als auch digitalisierte Landnutzungsdaten (HZ1) vor (Strasser et al. 1996, Mölders et al. 1997). Die Satelliten- daten von Strasser et al. (1996) enthalten den prozentualen Anteil der Landnutzung in einer $1 \times 1 \text{ km}^2$ großen Fläche. Somit kann der Einfluß der Subskaligkeit unterhalb der $1 \times 1 \text{ km}^2$ Auflösung untersucht werden, die die digitalisierten Landnutzungsdatensätze aufweisen. Die *Land-Wasser-Maske* des digitalisierten Landnutzungsdatensatzes wurde auch für die von Strasser et al. (1996) hergeleiteten Landnutzungsdaten angewandt. Dafür wurden die anderen in einer Gitterzelle vorhandenen Landnutzungstypen anteilmäßig reduziert.

Die Flächenanteile der einzelnen Landnutzungstypen gemäß HZ1 und HZSAT differieren um 5 % (Abb. 4; s. auch Mölders et al. 1997). Die digitalisierten Daten unterschätzen den Siedlungsanteil merklich, da beim Digitalisieren Gehöfte und kleine Dörfer subskalig bleiben, diese aber in dem gemischten Spektalsignal enthalten sind (Abb. 4). Die Gebiete mit hohem Anteil an *Grasland* stimmen in HZSAT und HZ1 gut überein. Im Süden des Testgebiets wurde in den digitalisierten Daten kaum *Grasland* verzeichnet, während nahezu gleiche Anteile an *Grasland* im Norden und Süden aus den Satellitendaten abgeleitet wurden. Auch die Verteilung von *Laub-* und *Nadelwald* unterscheidet sich, da in den Karten oft nur *Mischwald* verzeichnet ist. Im Norden des Gebiets weisen die digitalisierten Daten kaum Wälder auf. Diese Artefakte beruhen z.T. auch auf dem unterschiedlichen Kartenmaterial (Mölders 1998).

Ferner kann eine $1 \times 1 \text{ km}^2$ große Fläche in dem mit Hilfe der Satellitendaten erstellten Datensatz 6 verschiedene Landnutzungstypen, in den digitalisierten Daten jedoch nur einen Landnutzungstyp enthalten. Wählt man beispielsweise eine Auflösung des Modells von $5 \times 5 \text{ km}^2$, kann eine Gitterzelle bei Verwendung der digitalisierten Daten zwar 9 verschiedene Landnutzungstypen¹ enthalten (Abb. 4). Dennoch ist im Mittel die Heterogenität im Falle von HZSAT größer als bei HZ1 (s. Mölders et al. 1997).

Weitere Unterschiede zwischen den digitalisierten und den aus Satellitendaten abgeleiteten Landnutzungen sind auf das unterschiedliche Alter der Daten und so auf zwischenzeitliche Landnutzungsänderungen zurückzuführen. Änderungen in der Landnutzung können somit bei Langzeitintegrationen ebenfalls zu Fehlern in der berechneten Deposition führen, wenn sie nicht berücksichtigt werden.

3. Definition eines Heterogenitätsmaßes

Bei der Bestimmung der Deposition ist neben den Landnutzungstypen auch die subskalige Heterogenität der Landschaft von großer Bedeutung. So zeigen Ergebnisse von Simulationen mit einem Mikroskala-Modell, daß die Deposition an den Waldkanten erheblich höher ist als davor oder dahinter (Groß und Pahl 1998). Ähnliches findet man auch bei Experimenten im Windkanal (Groß und Pahl 1998). Diese Ergebnisse legen nahe, den Grad der Heterogenität der Landschaft zu bestimmen, um die Effekte z.B. von Waldkanten parametrisch erfassen zu können.

Um Landschaften, Gebiete, Gitterzellen oder Untergitterzellen hinsichtlich ihrer Heterogenität objektiv bewerten zu können, wird ein Heterogenitätsmaß definiert (Mölders 1998)

$$\delta_{\text{het}} = (\Phi / \Phi_{\text{max}} + (X-1) / (X_{\text{max}} - 1)) / 2 \quad , \quad (1)$$

das sowohl die Gesamtlänge der Grenzlinien, Φ , zwischen Flächen ungleicher Landnutzung (1. Term) als auch die Anzahl, X , der Landnutzungstypen (2. Term) im Testgebiet berück-

¹ Es kommen in diesem Testgebiet nicht alle Landnutzungstypen vor, die prinzipiell unterschieden werden.

sichtigt. Bei dem maximalen Grad der Heterogenität ($\delta_{\text{het}} = 1$) ist jede Grenze einer Rasterzelle auch die Grenze zu einem anderen Landnutzungstyp. Die Gesamtlänge der Grenzlinien ist dann gleich Φ_{max} . Darüber hinaus tritt die maximale Anzahl der unterschiedenen Landnutzungstypen ($X_{\text{max}} = 16$ in dieser Studie) auf. Bei Homogenität existiert nur ein Landnutzungstyp und keine Grenze ($\delta_{\text{het}} = 0$). Es sei hier angemerkt, daß die hier vorgestellte Formulierung des Einflusses der Anzahl der im Gebiet vorhandenen Landnutzungstypen (2. Term) sehr stark den Aspekt der möglichen Verarmung an Ökosystemen berücksichtigt. Hier sind in Abhängigkeit von der jeweiligen Fragestellung und Größe des betrachteten Gebiets auch andere Formulierungen denkbar (s. z.B. Hinneburg und Mölders 1999).

Mit einer Vergrößerung des Modellgitters geht im allgemeinen auch eine Änderung der Heterogenität im Vergleich zur originären Landschaft einher. Deshalb wurde eine Analyse der Änderung der Heterogenität der Landschaften bezogen auf eine Auflösung von $1 \times 1 \text{ km}^2$ anhand der Datensätze der ausgewählten Testgebiete (Abb. 2) mit Gleichung 1 durchgeführt. Dabei zeigte sich, daß die Heterogenität in verschiedenen Landschaften örtlich sehr stark durch die Landnutzungsänderungen variiert sowie stark von der horizontalen Auflösung abhängt. Der Datensatz für Südbrandenburg/Nordsachsen z.B., der auf den digitalisierten Karten des Standes von 1930 beruht, weist die höchste Heterogenität auf, während die anderen Datensätze des Testgebiets Südbrandenburg/Nordsachsen die geringste Heterogenität von allen Datensätzen mit einer Auflösung von $1 \times 1 \text{ km}^2$ aufweisen (Tab. 1). Der Heterogenitätsgrad variiert durch subskalige Landnutzungsänderung nur gering (vgl. Stand 1930, 1986, 2050 in Tab. 1). Bei skaliger Landnutzungsänderung (z.B. einer Flutung des Oderbruchs) oder bei Verwendung der Strategie dominanter Landnutzung ändert sich der Grad der Heterogenität merklich (s. Tab. 1). Je weiter die Maschenweite vergrößert wird, desto weniger nimmt die Heterogenität durch weiteres Vergrößern ab (Tab. 1).

Tab. 1. Vergleich der Heterogenität, δ_{het} verschiedener Landschaften. Wenn nichts anderes vermerkt ist, wurde die Berechnung auf Basis eines Datensatzes mit einer Auflösung von $1 \times 1 \text{ km}^2$ durchgeführt.

Testgebiet	δ_{het}
Südbrandenburg/Nordsachsen (Stand 1930)	0.53
Südbrandenburg/Nordsachsen (Stand 1986)	0.41
Südbrandenburg/Nordsachsen (gemäß Planung für 2050)	0.39
Südbrandenburg/Nordsachsen (Stand 1986, aber $5 \times 5 \text{ km}^2$)	0.31
Großraum Hamburg ($1 \times 1 \text{ km}^2$)	0.47
Großraum Hamburg ($2 \times 2 \text{ km}^2$)	0.39
Großraum Hamburg ($4 \times 4 \text{ km}^2$)	0.36
Großraum Hamburg ($8 \times 8 \text{ km}^2$)	0.35
Brandenburgische Oder	0.38
Brandenburgische Oder mit Hochwasser	0.40
Brandenburgische Oder mit gefluteter Ziltendorfer Niederung	0.44
Brandenburgische Oder mit gefluteter Ziltendorfer Niederung u. gefluteten Oderbruch	0.39
Harz	0.43
Harz ($5 \times 5 \text{ km}^2$)	0.24

4. Schlußfolgerungen und Ausblick

Da die verschiedenen Spurenstoffe auf den verschiedenen Unterlagen der Landschaft unterschiedlich deponieren, erscheint es notwendig, bei der Bestimmung des flächenhaften atmosphärischen Eintrags die Heterogenität der Landschaft mitzuberocksichtigen, so daß die berechneten atmosphärischen Einträge als repräsentativ für eine ausgewählte Fläche gelten können. Das hier vorgestellte Maß kann dazu dienen, den Heterogenitätsgrad eines Gebiets, z.B. einer Gitterzelle zu bewerten. Es ist zu prüfen, ob es dazu verwendet werden kann, mit

Hilfe der *Paninschen Theorie* (Panin et al. 1998) eine Parametrisierung herzuleiten, mit der im Rahmen eines Untergitterverfahrens (z.B. Seth et al. 1994, Mölders et al. 1996, Hinneburg und Mölders 1999) die bezüglich der Untergitterzellen subskalige Heterogenität parametrisch berücksichtigt werden kann.

Danksagung

Diese Arbeiten wurden finanziell von der DFG (Förderkennzeichen Mo770/1-1, Mo770/1-2) und dem BMBF (Förderkennzeichen LT2-D.2) gefördert. W. Mauser (Institut für Geographie, LMU München) danken wir dafür, daß er freundlicherweise die aus Satellitendaten abgeleiteten Landnutzungsdaten zur Verfügung stellte. K. Friedrich und K. Fröhlich gilt unser Dank für das Digitalisieren der Landnutzungsdaten. D. Hinneburg danken wir für hilfreiche Kommentare.

Literatur

- Chang, J.S., R.A. Brost, I.S.A. Isaksen, S. Madronich, P. Middleton, W.R. Stockwell, C.J. Walcek, 1987. A three-dimensional Eulerian acid deposition model: physical concepts and formulation. *J. Geophys. Res.* 92: 14681-14700.
- Ebel, A., H. Hass, H.J. Jakobs, M. Memmesheimer, N. Mölders, 1989. Depositionsgeschwindigkeiten im EURAD-Modell: Einfluß meteorologischer Bedingungen. *Annal. Meteorol. (NF)* 26, 252-253.
- De Fries, R.S., C.B. Field, I. Fung, C.O. Justice, S. Los, P.A. Matson, E. Matthews, H.A. Mooney, C.S. Potter, K. Prentice, P.J. Sellers, J.R.G. Townshend, C.J. Tucker, S.L. Ustin, P.M. Vitousek, 1995. Mapping the land surface for global atmosphere-biosphere models: toward continuous distributions of vegetation's functional properties. *J. Geophys. Res.* 100D: 20867-20882.
- Ganzeveld, L., J. Lelieveld, 1995. Dry deposition parameterization in a chemistry general circulation model and its influence on the distribution of reactive trace gases. *J. Geophys. Res.* 100D: 20999-20012.
- Groß, G., U. Pahl, 1999. 2. Zwischenbericht TFS-LT2.D.3.
- Hass, H., 1991. Description of the EURAD Chemistry-Transport-Model version 2 (CTM2). *Mitt. Inst. Geophys. u. Meteor. Univ. zu Köln*, 83.
- Hinneburg, D., N. Mölders, 1999. A mesoscale atmospheric model combining meteorology, chemistry, biology, and heterogeneity, dieser Band
- Kramm, G., R. Dlugi, N. Mölders, H. Müller, 1994. Numerical investigations of the dry deposition of reactive trace gases. In: Baldasano, J.M., Brebbia, C.A., Power, H., Zannetti, P. (Edn.), *Air Pollution II Vol. 1: Computer Simulation*. Computational Mechanics Publications, Southampton, Boston, 285-307.
- Matthews, E., 1983. Global vegetation and landuse: new high-resolution data bases for climate studies. *J. Climate Appl. Meteor.* 22: 474-487.
- Mölders, N., 1993. Wolkenparametrisierung für ein Chemie-Transport-Modell. *Mitt. Inst. Geophys. u. Meteor., Univ. zu Köln*, 88, Dissertation.
- Mölders, N., M. Laube, E. Raschke, 1995. Evaluation of model generated cloud cover by means of satellite data. *Atmos. Res.* 39: 91-111.
- Mölders, N., A. Raabe, G. Tetzlaff, 1996. A comparison of two strategies on land-surface heterogeneity used in a mesoscale β meteorological model. *Tellus*, 48A, 733-749.
- Mölders, N., U. Strasser, K. Schneider, W. Mauser, A. Raabe, 1997. A sensitivity study on the initialization of surface characteristics in meso- β/γ -modeling using digitized vs. satellite derived landuse data. *Contrib. Atmos. Phys.* 70: 173-187.
- Mölders, N., 1998. Einfache und akkumulierte Landnutzungsänderungen und ihre Auswirkung auf Evapotranspiration, Wolken- und Niederschlagsbildung. (Eingereicht)

- Padro, J., G. den Hartog, H. Neumann, 1991. An investigation of the ADOM dry deposition module using summertime O₃ measurements above deciduous forest. *Atmos. Environ.* 25: 1689-1704.
- Padro, J., 1996. Summary of ozone dry deposition velocity measurements and model estimates over vineyard, cotton, grass and deciduous forest in summer. *Atmos. Environ.* 30: 2363-2369.
- Panin, G.N., A. Raabe, G. Tetzlaff, 1998. Inhomogeneity of the land surface and problems in parameterization of surface fluxes in natural conditions. *Theor. Appl. Climatol.* 60: 163-178.
- Raschke, E., P. Bauer, N. Mölders, 1988. Clouds over both polar regions from ISCCP pilot data sets. Volume of 2nd conference on polar meteorology and oceanography, Madison Wisconsin, AMS, 137-140.
- Seth, A., F. Giorgi, R.E. Dickinson, 1994. Simulating fluxes from heterogeneous land surfaces: explicit subgrid method employing the biosphere-atmosphere transfer scheme (BATS). *J. Geophys. Res.* 99D: 18651-18667.
- Strasser, U., K. Schneider, W. Mauser, 1996. Modellierung der Flächenverdunstung im Weser-Einzugsgebiet unter Einbeziehung der Fernerkundung. Zwischenbericht.
- Tetzlaff, G., N. Mölders, 1997. Beurteilung der Modellierbarkeit des flächenbezogenen Eintrags von Spurenstoffen durch Deposition. In: von Hoyningen-Huene, W., Tetzlaff, G. (Eds.) *Sediment und Aerosol. Wiss. Mitt. Leipzig* 6: 99-144.
- Thoene, B., P. Schröder, H. Papen, A. Egger, H. Renneberg, 1991. Absorption of atmospheric NO₂ by spruce (*Picea abies* L. Karst.) trees, NO₂ influx and its correlation with nitrate reduction. *New Phytol.* 117: 575-585.
- Townshend, J.R.G., C.O. Justice, W. Li, C. Gurney, J. McManus, 1991. Global land cover classification by remote sensing: present capabilities and future possibilities. *Remote Sens. Environ.* 35: 243-256.
- Walcek, C.J., R.A. Brost, J.S. Chang, 1986. SO₂, sulfat and HNO₃ deposition velocities computed using regional landuse and meteorological data. *Atmos. Environ.* 20: 949-964.
- Wesely, M.L., 1989. Parameterization of surface resistances to gaseous dry deposition in regional-scale numerical models. *Atmos. Environ.* 23: 1293-1304.

Adresse der Autoren:

LIM - Institut für Meteorologie, Universität Leipzig, Stephanstraße 3, 04103 Leipzig
 Email: gppnm@hpmet180.meteo.uni-leipzig.de, tetzlaff@rz.uni-leipzig.de